PROJET SUR LES INDICATEURS AGROENVIRONNEMENTAUX



Agriculture et Agroalimentaire Canada

RAPPORT NO 24

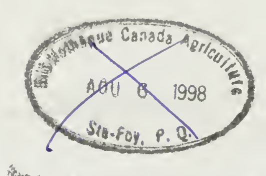
Indicateur des risques de contamination de l'eau: méthodologie pour la composante phospore

Rapport d'étape

M.A. Bolinder[1], R.R. Simard[1], S. Beauchemin[1] et K.B. MacDonald[2]

[1]Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, AAC, Sainte-Foy (Québec)
[2]Centre de recherches sur les cultures abritées et industrielles, AAC, Guelph (Ontario)

FÉVRIER 1998



Préface

L'indicateur du risque de contamination de l'eau (IRCE) est une composante du projet d'indicateurs agro-environnementaux d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. L'objectif global du projet est de produire une documentation qui facilite l'intégration de considérations environnementales dans le processus décisionnel du secteur agroalimentaire. L'IRCE mesure les progrès accomplis en vue de réduire les risques de contamination de l'eau liés aux activités agricoles en ce qui a trait, particulièrement, aux éléments nutritifs des cultures soit l'azote et le phosphore (N et P). Les travaux d'élaboration d'un IRCE-P ont commencé par une étude des pertes de P résultant de l'agriculture et provoquant une pollution diffuse des eaux de surface, à partir de la recherche qui se fait actuellement aux États-Unis et dans l'est du Canada. Les détails de cette étude figurent dans un manuscrit intitulé *Phosphorus Losses in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research*, par Sims, Simard et Joern, paru dans le *Journal of Environmental Quality*.

Le présent rapport d'étape contient la description d'un IRCE-P applicable à l'échelle des polygones délimitant les pédo-paysages du Canada. On y traite également de l'élargissement possible de la méthode à d'autres provinces et à d'autres échelles (par exemple, à l'échelle d'une exploitation agricole). Le rapport est produit au nom de l'équipe technique d'Agriculture et Agroalimentaire Canada qui travaille à l'IRCE : K.B. MacDonald (Ontario), P. Milburn (Nouveau-Brunswick), R.R. Simard (Québec), B. Bowman (Ontario), C. Chang (Alberta) et B. Zebarth (Colombie-Britannique).

Prière d'adresser questions et commentaires sur le présent document à :

M.A. Bolinder ou R.R. Simard
Agriculture et Agroalimentaire Canada
Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures
2560, boulevard Hochelaga
Sainte-Foy (Québec) G1V 2J3
Téléphone : (418) 657 7980
Télécopieur : (418) 648 2402
Courrier électronique : Bolinderm@em.agr.ca ou Simardr@em.agr.ca

Sommaire

L'objet de la présente étude est de proposer une méthode permettant de concevoir un indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P) applicable à l'échelle des polygones qui délimitent les pédo-paysages du Canada (échelle de 1/1 000 000). La méthode sera mise à l'essai dans la province de Québec. Le rapport traite également de l'application possible à d'autres provinces et à d'autres échelles (par exemple celle d'une exploitation agricole individuelle). L'élaboration d'un IRCE-P a commencé par une étude des pertes de phosphore (P) attribuables à l'activité agricole et provoquant la pollution diffuse des eaux de surface.

Le phosphore interagit plus directement que l'azote (N) avec les particules du sol dans tous les horizons pédologiques. Il est plus fortement tamponné que l'azote par les surfaces réactives du sol, bien que le cycle de ces deux éléments dans les agroécosystèmes soit très dépendant de l'activité microbienne du sol. Il s'ensuit que certaines des hypothèses posées pour les calculs inhérents à l'IRCE-N ne sont pas applicables au P. Il a donc été déterminé que le moyen le plus approprié pour obtenir des estimations de l'IRCE-P serait d'adapter l'indice du phosphore (IP) élaboré aux États-Unis et d'y incorporer le plus possible les données fournies par l'IRCE-N. La démarche suggérée devrait produire des résultats suffissamment fiables pour recenser les régions vulnérables aux pertes de P vers les eaux de surface à l'échelle des polygones de pédo-paysages. Néanmoins, il faudra manifestement apporter plusieurs modifications pour raffiner les classes employées pour décrire les caractéristiques dans le cadre de l'IP adapté. Or, l'amélioration, l'adaptabilité et les limites de la méthode actuelle sont largement tributaires de la disponibilité des données. La méthode peut toutefois être aisément adaptée en fonction des caractéristiques du sol et des conditions climatiques propres aux différentes régions. À l'heure actuelle, elle inclut des composantes relatives à l'érosion et aux eaux de ruissellement et un bilan annuel du phosphore. La teneur des sols en P et le degré de saturation en P y sont également considérés; l'information produite par une reconnaissance des sols à l'échelle provinciale permettra d'estimer ces deux dernières valeurs.

Table des matières

Page

Liste des tableaux

Page

1. Introduction

Les objectifs globaux du projet d'indicateurs agro-environnementaux sont *« d'améliorer notre compréhension de la nature, de la portée et de la localisation des risques et des avantages environnementaux attribuables à l'agriculture primaire; d'évaluer les progrès du secteur agroalimentaire vers des pratiques durables; de contribuer à la conception et à l'orientation de stratégies, de politiques et de programmes agro-environnementaux; d'intégrer les considérations environnementales dans les processus de prise de décisions »* (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1997). L'IRCE sert à évaluer les progrès accomplis en vue de réduire les risques de contamination de l'eau par les activités agricoles, et surtout par les éléments nutritifs des cultures (N et P).

La contribution du phosphore utilisé en agriculture à la pollution diffuse des eaux de surface est depuis longtemps source de préoccupations étant donné le rôle bien connu du P dans l'eutrophisation des eaux douces. Le ministère des Ressources naturelles du Québec a d'ailleurs créé son premier réseau de surveillance de la qualité de l'eau en 1967. Les résultats montraient alors des teneurs totales en P (P_t) bien supérieures à la norme provinciale établie à 0,03 mg P/L dans la plupart des cours d'eau (Bobée et coll., 1977), ce dépassement étant imputé à l'agriculture (Grimard, 1990). Malgré certaines améliorations depuis 1979, les concentrations totales de P_t demeurent généralement supérieures à la norme provinciale (Painchaud, 1997).

Lors d'une revue des travaux sur les pertes du phosphore dans certaines régions agricoles des États-Unis et de l'est du Canada, Sims et coll. (1998) ont conclu que les pertes souterraines étaient une composante non négligeable des exportations totales de P dans certains bassins hydrographiques agricoles. En outre, les auteurs ont souligné que le lessivage du P peut être accentué par les réseaux de drainage artificiel, et par des teneurs excessives en P dans les sols ayant une faible capacité de sorption. Toutefois, le lessivage du P n'est pas un « problème universel » et en règle générale l'érosion et le ruissellement demeurent les principales voies de perte de P vers les eaux. Aussi, une

composante érosion et ruissellement est nécessaire pour évaluer l'IRCE-P dans les zones à forte pente, mais une composante lessivage doit également être incluse pour mesurer avec justesse les pertes de P dans les agroécosystèmes où le terrain est plat et mal drainé.

L'USDA-SCS (Service de conservation des sols du département de l'Agriculture des États-Unis) a mis au point un indice qui permet d'évaluer l'impact de diverses configurations topographiques et pédologiques ainsi que diverses pratiques de gestion sur le risque de transport de P vers les cours d'eau (Lemunyon et Gilbert, 1993). La procédure est fondée sur des caractéristiques comme le taux d'érosion, le ruissellement, la proximité relative d'une nappe d'eau, le type de végétation, la présence de pâturage, la concentration en éléments nutritifs dans le sol ainsi que les doses, le mode et la période d'application du P. L'indice du phosphore (IP) est utile aux groupes de conservation et de protection de l'environnement, qui peuvent l'employer à différentes échelles (exploitation, bassin hydrographique). Les chercheurs peuvent aussi y recourir pour faire des comparaisons avec des modèles de simulation. Il y a lieu d'élaborer une méthode semblable au Canada et de l'assortir de composantes relatives au transport de sédiments et au lessivage pour produire un IRCE-P adapté.

L'objectif de la présente étude était de proposer un IRCE-P applicable à l'échelle des polygones de pédo-paysages (échelle de 1/1 000 000 sur une carte). La méthode sera mise à l'essai au Québec. Les auteurs abordent également son application possible à d'autres provinces et à d'autres échelles (par exemple, celui d'une exploitation agricole).

2. Suggestions de méthodes de calcul de l'IRCE-P

2.1. Contexte

Le risque de contamination de l'eau par l'activité agricole est tributaire du type d'exploitation et des pratiques de gestion (élevage ou culture commerciale, monoculture ou rotations). Les calculs associés à l'IRCE se feront suivant une approche par bilan partiel, qui permet d'estimer le bilan hydrique et la concentration des contaminants éventuels dans les sols (MacDonald et Spaling, 1995a; 1995b). Le calcul des entrées et des sorties connues (pour chaque contaminant) permet d'évaluer le pool restant potentiellement disponible pour être transporté vers les eaux de surface ou vers la nappe phréatique (en supposant que l'humidité du sol soit suffisante pour entraîner en solution les contaminants en excès). Selon le modèle du bilan hydrique, la quantité d'eau excédentaire est évaluée par le calcul de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle. Le volume d'eau potentiellement disponible pour transporter les contaminants solubles est calculé en fonction de la texture du sol.

Le Recensement de l'agriculture ne comporte pas encore de facteur directement lié à la répartition de l'eau. Les calculs de l'IRCE-N à l'échelle régionale ne tiennent donc pas compte de cet élément (MacDonald et Gleig, 1996). Cette exclusion a été jugée raisonnable pour les zones où les principales voies de circulation de l'eau excédentaire empruntent la zone racinaire jusqu'aux drains souterrains ou à la nappe phréatique. La répartition de l'eau consiste à prendre en compte la proportion d'eau rendue disponible par les précipitations (et l'irrigation) qui n'est pas perdue par évapotranspiration et qui quitte l'agroécosystème par ruissellement de surface, par écoulement hypodermique ou par lessivage.

Le phosphore interagit plus directement que l'azote avec les particules du sol dans tous les horizons pédologiques. Cette interaction dépend des propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol. Ainsi, le phosphore est plus tamponné que l'azote par les surfaces réactives du sol, bien que le cycle de ces deux éléments dans les agroécosystèmes soit largement influencé par l'activité

microbienne du sol. Il s'ensuit que certaines des hypothèses à l'origine des calculs liés à la méthode de l'IRCE-N ne sont pas applicables au P. Il faut donc modifier la méthode de l'IRCE-N à plusieurs égards avant qu'elle soit parfaitement applicable au P.

Ainsi, les calculs de l'IRCE-P devraient idéalement être fondés à la fois sur l'équilibre hydrique et sur la répartition de l'eau (c'est-à-dire infiltration et ruissellement) et sur une évaluation du débit de l'eau (p. ex., la quantité d'eau de ruissellement atteignant les eaux de surface). L'étude de Sims et coll. (1998) sur les pertes de P provenant de l'agriculture indique que le transport du P à travers le profil du sol suit essentiellement deux voies hydrologiques : « [traduction libre] *la première est un lessivage du P dans les eaux de percolation qui interagissent avec l'ensemble du profil pédologique avant de rejoindre les drains souterrains ou la nappe d'eau souterraine qui s'écoulent latéralement vers des rigoles ou des ruisseaux* »; « *la seconde est un mouvement rapide de l'eau infiltrée qui court-circuite la matrice du sol et entraîne du P dissous ou fixé à des particules par les macropores qui vont de la surface du sol aux canalisations de drainage ou au sous-sol, où se produit un débit latéral accéléré vers les eaux de surface* ». La concentration du P dans l'eau excédentaire dépend de la teneur du sol en P et de l'interaction de ce dernier avec les particules à la surface du sol (saturation en P) dans chaque horizon du profil.

L'estimation des pertes de P sédimentaire ou particulaire dues à l'érosion et des quantités amenées dans les eaux de surface est également nécessaire. Le tout est toutefois impossible à mesurer suivant les modèles de prédiction de l'érosion. Seul le taux de mouvement de sol le long d'une pente donnée peut l'être (Wischmeier et Smith, 1978). Les quantités de sédiments transportés hors d'un champ vers un cours d'eau ne représentent qu'une fraction de ce qui est perdu par l'érosion de la pente. L'élaboration de modèles pour la prédiction de l'érosion améliorerait donc la possibilité de prédire le mouvement des sédiments au-delà d'un champ (Nearing et coll., 1990; cités dans Lemunyon et Gilbert, 1993). Malgré des travaux en cours sur les quantités de sédiments transportés par l'érosion (Nearing et coll., 1990, cités dans Lemunyon et Gilbert, 1993), les modèles ne sont pas prêts pour une application routinière et répandue (RUSLEFAC, 1997). Par ailleurs, il faudra probablement définir les principaux modes de transport du P en rapport avec l'écoulement

souterrain. La recherche devra porter en outre sur l'importance relative de la variation des concentrations en P et du débit de l'écoulement souterrain en fonction des saisons ou de la modification des pratiques de gestion (Sims et coll., 1998). Également, les différentes formes de P ont un impact distinct sur la productivité biologique des eaux de surface sensibles au phosphore. Ainsi, la perte de P principalement sous forme dissoute, par comparaison avec la perte de P fixé à des particules ou à des sédiments, pourrait avoir plus d'effet sur la productivité biologique des eaux de surface sensibles à l'action du P, puisque le P dissous est immédiatement assimilable par les algues (Sharpley, 1995a).

C'est pourquoi il a été jugé plus approprié d'estimer les valeurs d'IRCE-P en adaptant l'indice du phosphore élaboré aux États-Unis et en y intégrant le plus possible de données fournies par la méthode de l'IRCE-N. Les sections suivantes décrivent en détail cette approche et son application possible à d'autres provinces ainsi qu'à d'autres échelles (p. ex. à l'échelle d'une exploitation agricole individuelle).

2.1.1. Description de l'indice du phosphore

Lemunyon et Gilbert (1993) ont été les premiers à évaluer au moyen d'indices les effets de diverses configurations topographiques et pédologiques ainsi que de diverses pratiques de gestion sur le risque de mouvement du P vers les cours d'eau. L'indice du phosphore (IP) a été mis à l'essai en Oregon et au Washington (Stevens et coll., 1993), en Georgie (Truman et coll., 1993), ainsi qu'en Oklahoma et au Texas (Sharpley, 1995a). Des agronomes du ministère de l'Agriculture du Québec l'ont également étudié (Giroux et coll., 1996).

De par sa conception et sa philosophie, l'IP permet de classer les sols de manière à repérer ceux où le *risque* de mouvement du P est *relativement* plus élevé ou plus faible qu'ailleurs. La plus récente version de cet indice de risque tient également compte de la possibilité d'utiliser cette valeur à la fois pour déterminer les pratiques de gestion les plus aptes à minimiser le transport du P et pour mesurer l'évolution du risque dans le temps, en fonction de la modification des pratiques de gestion (USDA-NRS, 1997). Toutefois, le classement d'un site donné en fonction de l'IP ne saurait être une

mesure quantitative pour fins de comparaison aux normes de qualité de l'eau ni un instrument de réglementation.

L'IP est une matrice bidimensionnelle de 9 par 5 construite à partir d'un nombre restreint de caractéristiques des formes de terrain. Cette matrice met en relation les caractéristiques d'un lieu donné et certaines catégories indicatrices du risque de mouvement du P. Chacune des caractéristiques du lieu est assortie d'un facteur de pondération relatif au potentiel qu'a cette caractéristique à influer sur le mouvement du P. Le tableau 1 montre les neuf caractéristiques et le facteur de pondération associé à chacune.

Tableau 1 – Caractéristiques et facteurs de pondération suggérés dans la dernière version de l'IP (USDA-NRS, 1997).

Caractéristique	Facteur de pondération
Dosage du P	2,0
Teneur en P du sol	2,5
Proximité relative d'une nappe d'eau	2,0
Taux d'érosion	1,0
Risque de ruissellement	2,5
Mode d'application du P	1,0
Période d'application du P	1,0
Végétation	1,5
Pâturage	2,0

Par ailleurs, les valeurs de risque se définissent comme le degré mesuré (ou estimé) de chacune des caractéristiques. Plus ce degré est élevé, plus il y a risque de pertes de phosphore. Cinq degrés sont utilisés pour chaque caractéristique de lieu, la progression suivant un système logarithmique à base 2, soit : très faible (1), faible (2), moyen (4), élevé (8) et très élevé (16). L'évaluation à l'aide de l'IP repose sur la mesure (ou l'estimation) du degré de chacune des caractéristiques selon les cinq catégories énumérées ci-dessus. Le degré est ensuite multiplié par le facteur de pondération associé à la caractéristique, ce qui donne une valeur pondérée pour chacune

des caractéristiques. Les valeurs pondérées sont ensuite additionnées et comparées au tableau de vulnérabilité des sites (tableau 2).

Tableau 2. Degré de vulnérabilité des sites et interprétations (USDA-NRS, 1997)

Total des valeurs pondérées	Catégorie de vulnérabilité
15 - 22	Très faible
23 - 46	Faible
47 - 93	Moyenne
94 - 186	Élevée
187 - 248	Très élevée

2.1.2. Adaptation de l'indice du phosphore à l'échelle des polygones de pédo-paysages

2.1.2.1. Érosion et ruissellement

Malgré l'importance reconnue de l'écoulement souterrain dans certains cas, l'IP ne tient compte que de l'érosion et du ruissellement comme seuls mécanismes de mouvement du P vers les eaux de surface. Selon Lemunyon et Gilbert (1993), l'érosion peut être évaluée à l'aide des modèles de prédiction existants tel l'équation universelle des pertes de sol (Wischmeier et Smith, 1978) ou sa version révisée (Renard et coll., 1993), pour ce qui est de l'érosion hydrique, et le modèle WEQ (USDA-SCS, 1988) pour l'érosion éolienne.

Au Québec (et dans les autres provinces canadiennes), c'est l'équation universelle de pertes de sol révisée et adaptée au Canada (RUSLEFAC, 1997) qui sera employée pour la classification des sols selon leur potentiel de pertes par érosion. Ce modèle fait partie de l'indicateur du risque de dégradation des sols (qui concerne l'érosion, la matière organique et la compaction) et tient compte du climat, de la topographie, de l'aménagement du territoire, du sol et du type de végétation ou de cultures. L'équation universelle des pertes de sol révisée et adaptée au Canada permet d'évaluer la quantité de sol perdu par érosion en nappe ou en rigoles sur une pente unique, mais non les pertes

supplémentaires dues au ravinement, au vent ou aux cultures. Il comporte cinq degrés d'érosion (tableau 3). L'application de ce modèle a été entreprise pour la province de Québec, à l'échelle des polygones de pédo-paysages.

Tableau 3. Classes d'érosion établies à l'aide de l'équation universelle des pertes de sol révisée et adaptée au Canada.

Catégorie	Perte potentielle (T ha^{-1} an^{-1})
Érosion très faible	< 6
Érosion faible	6 - 11
Érosion modérée	11 - 22
Forte érosion	22 - 33
Érosion sévère	> 33

L'IP permet d'évaluer le ruissellement de surface potentiel à l'aide d'une matrice mettant en relation le pourcentage d'inclinaison du terrain avec le numéro de courbe de ruissellement (ou avec les catégories de perméabilité des sols). La matrice a été légèrement modifiée pour établir une correspondance avec les classes de pente utilisées dans la base de données de pédo-paysages du Canada (tableau 4). Le numéro de courbe de ruissellement est déterminé à l'aide d'une sous-matrice de données sur l'utilisation du territoire, la couverture, l'état et le groupe hydrologique (d'après USDA-SCS, 1972). L'adaptation de la sous-matrice à l'échelle des polygones de pédo-paysages et aux données du Recensement repose sur les hypothèses suivantes : i) le traitement de la couverture est considéré comme étant toujours en rangées droites; ii) l'état hydrologique de la couverture est considéré comme étant toujours bon; et iii) les numéros de courbe de ruissellement sont évalués suivant une moyenne pondérée des cultures présentes dans un polygone donné. Le groupe hydrologique d'un sol est évalué suivant les classes de drainage de pédo-paysages du Canada (tableau 5).

Tableau 4. Matrice adaptée des numéros de courbe de ruissellement et des gradients de pente de pédo-paysages du Canada, pour évaluer le risque de ruissellement.

	Numéro de courbe de ruissellement				
Pente	< 50	50-60	60-70	70-80	> 80
0 - 3 %	Très faible	Très faible	Très faible	Faible	Modéré
4 - 9 %	Très faible	Très faible	Modéré	Élevé	Élevé
10 -15 %	Très faible	Faible	Modéré	Très élevé	Très élevé
> 15 %	Très faible	Faible	Élevé	Très élevé	Très élevé

Tableau 5. Classes de drainage de pédo-paysages du Canada et groupes hydrologiques de l'USDA-SCS.

Classes de drainage de pédo-paysages	Groupe hydrologique de l'USDA-SCS
Excessif	A
Rapide	A
Bon	B
Modéré	B
Imparfait	C
Imparfait; profondeur d'enracinement < 20 cm	D
Mauvais; profondeur d'enracinement > 75 cm	C
Mauvais; profondeur d'enracinement < 75 cm	D
Très mauvais	D

2.1.2.2. Bilan annuel du P

En plus des composantes érosion et ruissellement, l'IP considère quatre caractéristiques de site liées aux applications passées et futures probables de P; il caractérise les moyens employés pour faire ces apports (Pierzynski et Logan, 1993). Ces caractéristiques sont la teneur du sol en P, la quantité de P apportée (fertilisation organique et minérale), le mode et la période d'application du P. Ces quatre caractéristiques pourraient être combinées en un bilan annuel du P (bien qu'il ne puisse

être tenu compte que partiellement du mode et de la période d'application). Ce bilan annuel du P est établi par la méthode conçue pour l'IRCE-N, adaptée de manière à inclure les calculs relatifs au P. Trois paramètres peuvent être dérivés du bilan annuel du P : 1) résidus de cultures; 2) application de P par fertilisation minérale; et 3) application de P sous forme de fumier ou lisier. La quantité de résidus de culture est exprimée sous forme de pourcentage de la biomasse laissée à la surface du sol après la récolte; l'entrée de P par fertilisation organique ou minérale est exprimée sous forme de pourcentage des exportations de P par la biomasse ((entrée / sortie) x 100).

L'IRCE-N reposait déjà sur l'hypothèse voulant que la dose recommandée d'azote provenant des engrais comble les besoins des cultures. Il n'est donc pas nécessaire de tenir compte du rendement des cultures pour calculer le bilan annuel de l'azote. L'hypothèse n'est toutefois pas valide pour le P, puisque la quantité de P provenant d'une fertilisation minérale est fonction de la teneur du sol en P et est souvent supérieure aux prélèvements effectués par les cultures. Par conséquent, pour les besoins du bilan annuel du P, la quantité de P exporté par les cultures est estimée à l'aide de données sur le rendement moyen. Le rendement moyen peut être extrait des données du recensement provincial du Québec (ou du Potentiel des terres, pour ce qui est du Canada). L'information sur la quantité de P exportée par les cultures (en fonction du rendement) est obtenue à l'aide de coefficients fournis par l'Institut canadien des engrais.

Au Québec, les agronomiques des doses de P à apporter sont basées sur les quantités de P extractible par la solution Mehlich III et, dans le cas des fourrages, sur la quantité d'Al extractible au Mehlich III (CPVQ, 1996). Les quantités à apporter sont donc évaluées pour chaque type de culture, à partir de l'information connue sur les teneurs actuelles dans les sols du Québec. Des prospections provinciales des sols permettent d'obtenir ces renseignements (Tabi et coll., 1990).

La fumure organique (fumiers et lisiers) est essentiellement répartie sur la superficie agricole suivant les principes et les hypothèses qui ont guidé les calculs liés à l'IRCE-N. Les doses sont déterminées en fonction des besoins des cultures en azote. En bref, voici les principales hypothèses posées pour l'IRCE-N : la disponibilité de N pendant l'année d'application est déterminée en

fonction des catégories d'animaux; l'application d'azote par l'intermédiaire de fumure équivaut à 75 p. 100 au plus des besoins des cultures; les pâturages améliorés reçoivent un engrais organique pouvant atteindre 50 p. 100 du niveau de production de fumure ou la totalité des besoins en N pour ce qui est des pâturages de graminées; les pâturages non améliorés reçoivent un engrais organique pouvant atteindre 33 p. 100 du niveau de production de fumier ou 50 p. 100 des besoins en N des plantes. Le reste (excédent) est appliqué surtout aux cultures de maïs : d'abord au maïs-fourrage, puis au maïs-grain; 25 p. 100 de l'excédent est réservé aux cultures de foin et de céréales de printemps en raison de la période d'application dans les champs.

Au Québec, la disponibilité du P provenant de fumure organique pourrait être calculée suivant les considérations présentées par le CPVQ (1996). Toutefois, même si on utilise les coefficients de disponibilité déterminés dans la province pour différents types de fumure (différences entre espèces productrices et différences entre fumier et lisier), il faut faire un compromis pour établir une correspondance entre ces valeurs et l'information que l'on peut inférer à l'échelle des polygones de pédo-paysages. En effet, le recensement de 1991 fournit, pour cette échelle, des données sur le nombre d'animaux de chacune des catégories suivantes : volaille, bovins laitiers (vaches, génisses et taureaux); bovins de boucherie (vaches, génisses et taureaux); bovins d'abattage (bovins d'abattage et bovins d'engraissement plus bouvillons); veaux; porcs; autres animaux d'élevage (moutons, chevaux, visons et poissons). Cependant, le recensement ne fait aucune distinction entre les lisiers et les fumiers. Pour ce qui est des catégories ci-dessus, les coefficients de P (kg P produit/année/animal) sont dérivés des données du recensement provincial sur le nombre (la répartition) des animaux dans chacune de ces catégories.

Les grilles de fertilisation conçues pour le Québec tiennent compte d'un facteur de réduction de la disponibilité pour ce qui est de la fumure d'automne (réduction du P disponible de 37,5 p. 100). On suppose que 50 p. 100 de la fumure est appliquée à l'automne et le reste au printemps et à l'été. Par conséquent, les coefficients de disponibilité du P ainsi appliqué sont réduits d'environ 18 p. 100 (c'est-à-dire 37,5 % / 2). La quantité de P provenant de la fertilisation minérale est réduite en fonction de la quantité de P apportée par le lisier ou le fumier. Si les apports de P sous forme

d'engrais organiques excèdent les doses recommandées, l'application de P par fertilisation minérale est annulée sauf dans le cas du maïs, pour lequel une quantité minimale de 9 kg de P ha^{-1} est utilisée comme engrais de démarrage. Pour ce qui est de la fertilisation azotée, les données du recensement sur les ventes d'engrais seront vérifiées. Il faudra peut-être réviser les hypothèses mentionnées plus haut pour établir une correspondance entre les données du recensement et les ventes de l'engrais. Par ailleurs, la quantité de fumure à apporter pourra dorénavant être basée sur les quantités de P dans tous les sols riches en P, puisque le Québec a adopté une nouvelle réglementation en la matière (MEF, 1997). En résumé, le règlement énonce que les apports totaux de P (fertilisation organique et minérale) ne peuvent excéder les sorties totales de P des récoltes de végétaux là où les sols sont considérés riches ou excessivement riches en phosphore.

2.1.2.3. Composante souterraine

Comme il a été dit en introduction, il faut tenir compte du lessivage du P dans certains agroécosystèmes. C'est pourquoi l'IP est assorti d'une composante de transport souterrain. Cette composante est évaluée à partir du degré de saturation du sol en P. La capacité de sorption du sol à l'égard du P se définit comme sa capacité à retenir le P grâce à différents mécanismes physiques et chimiques. Les sols du Québec diffèrent à cet égard étant donné leurs propriétés physico-chimiques différentes, que l'on peut attribuer aux particularités des matériaux d'origine et à des facteurs pédogénétiques. En règle générale, la capacité de sorption des sols gleysoliques des basses terres du Saint-Laurent va de faible à moyenne, tandis que celle des sols podzoliques des régions laurentienne et appalachienne va de moyenne à très élevée (Giroux et coll., 1996).

Les Pays-Bas se sont dotés d'une stratégie à l'échelle nationale visant à restreindre l'entrée de P dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines. La stratégie repose sur l'établissement d'un seuil critique de saturation en P au-dessus duquel l'apport de P ne doit pas excéder la quantité exportée par les cultures (Breeuwsma et Silva, 1992; Sharpley, 1995b). La désorption du P augmente à mesure que le P absorbé s'accumule dans le sol après les apports, ce qui augmente les pertes de P par ruissellement ou lessivage. Le degré d'accumulation est fonction du degré de saturation de la capacité de sorption du P du sol (%), qui se définit ainsi : degré de saturation = P extractible /

sorption maximale de P. Dans le cas de sols non calcaires, les P, Al et Fe extractibles à l'oxalate d'ammonium ont été utilisés pour estimer la teneur en P extractible et la sorption maximale. Aux Pays-Bas, un degré de saturation de 25 p. 100 est considéré comme un seuil critique, au-dessus duquel la mobilité du P n'est plus tolérable. Toutefois, cette valeur critique dépend des normes retenues de qualité de l'eau ainsi que des propriétés physiques et chimiques de l'horizon pédologique étudié (Beauchemin et coll., 1996).

Bien que des travaux plus approfondis soient requis pour définir et étendre l'emploi des valeurs critiques à un vaste éventail de propriétés physiques et chimiques des sols,la saturation en P représente pour l'heure une approche raisonnable. Le degré de saturation en P est d'ailleurs considéré comme un indicateur environnemental potentiellement utile au Québec et aux États-Unis (Sharpley, 1995b; Giroux et Tran, 1996; Beauchemin, 1997). Au Québec, il est possible de l'estimer au moyen du rapport P extractible Mehlich III / Al extractible Mehlich III, les deux teneurs étant exprimées en mg/kg (Giroux et Tran, 1996). En effet, ces paramètres sont connus au niveau de la série du sol, grâce à un levé pédologique effectuée à l'échelle provinciale (Tabi et coll., 1990). D'ailleurs, un lien sera établi au niveau de la série du sol entre l'ensemble de données de la province et la base de données de pédo-paysages du Canada, pour que cette composante puisse être estimée à l'échelle des polygones.

Giroux et ses collaborateurs (1996) ont suggéré quatre classes de risque en fonction du degré de saturation en P dans des sols de surface cultivés au Québec. Toutefois, le risque de mouvement du P dans le profil pédologique vers les drains souterrains dépend des propriétés du sous-sol (soit l'horizon B). Le levé pédologique faite par Tabi et ses collaborateurs (1990) à l'échelle provinciale fournit une information qui permet d'évaluer les niveaux de saturation des sols en P jusqu'à 60 cm de profondeur. Il est possible d'en déduire les niveaux de saturation en P du sous-sol. C'est sur la base de cette information que les classes de risque suggérées par Giroux et ses collaborateurs (1996) ont été modifiées pour considérer le risque accru de lessivage dans les sols saturés en P (tableau 6). Lorsque la capacité de sorption du sous-sol est faible (saturation en P > 10 %), le degré de risque est haussé d'un échelon.

Tableau 6. Saturation des sols de surface en P et degrés de risque associés.

Saturation en P[z]	Degré de risque
0-2,5 %	Très faible
2,5-5 %	Faible
5-10 %	Moyen
10-20 %	Élevé
> 20 %	Très élevé

[z] (P Mehlich III / Al Mehlich III) x 100; là où la capacité de sorption du sous-sol est faible (saturation en P > 10 %), le degré de risque est haussé d'un échelon.

2.1.3. Discussion de l'indice du phosphore adapté (IRCE-P) à l'échelle des polygones de pédo-paysages

L'IP adapté (tableau 7) indique le risque de pertes de P en considérant une combinaison de différentes caractéristiques d'un site. La teneur des sols en P permet d'évaluer le potentiel de contamination des eaux de surface se trouvant à proximité du site étudié. Même si ce paramètre ne donne aucune information quantitative sur le P transporté, on suppose généralement qu'il peut y avoir des problèmes environnementaux quand la teneur en P devient élevée ou très élevée (Sharpley et coll., 1993; Sims, 1993). Le plus grave de ces problèmes se produit dans les régions où les sols reçoivent des apports soutenus d'amendements organiques (Sims, 1993). Ainsi, des teneurs en P supérieures aux besoins des cultures ont été rapportées dans les régions du Québec où la densité du cheptel est élevée (Simard et coll., 1995; Tabi et coll., 1990). Les teneurs en P sont également élevées dans les régions de monoculture intensive exigeant de grandes quantités d'éléments nutritifs (par exemple, le maïs) (Tabi et coll., 1990).

Tableau 7. Indice du phosphore adapté (IRCE-P) à l'échelle des polygones de pédo-paysages.

	Perte de phosphore (degré)				
Caractéristique (pondération)	Très faible (1)	Faible (2)	Moyen (4)	Élevé (8)	Très élevé (16)
- Érosion (1,0)[z]	< 6	6-11	11-22	22-33	> 33
- Risque de ruissellement (2,5)	Très faible	Faible	Modéré	Élevé	Très élevé
- Saturation en P (2,0)[w]	0-2,5 %	2,.5-5 %	5-10 %	10-20 %	> 20 %
- Teneur en P du sol (2,5)[k]	< 60	60-150	150-250	250-500	> 500
Bilan annuel du P					
- Résidus de culture (1,0)	< 2 %	2-5 %	5-20 %	20-50 %	> 50 %
- Fumiers et lisiers (2,0)[y]	< 50 %	50-100 %	100-150 %	150-200 %	> 200 %
- Engrais minéraux (1,0)[y]	< 50 %	50-100 %	100-150 %	150-200 %	> 200 %

[z]Pertes par érosion en T/ha. Exprimé en un pourcentage des exportations de P de la biomasse. ([w]P Mehlich III / Al Mehlich III) x 100; là où le sous-sol a une faible capacité de sorption du P (saturation en P > 10 %), la valeur de la perte possible est augmentée d'un échelon. [k]Selon la quantité de P Mehlich III extractible en kg/ha (adapté de Giroux et coll., 1996).

Le degré de saturation en P est lié à la teneur en P soluble des sols et, par conséquent, au risque de perte par ruissellement ou lessivage (Giroux et coll., 1996; Sims et coll., 1997). Ainsi, lorsque la saturation en P atteint un niveau donné, le risque de lessivage du P est plus élevé. L'augmentation de la teneur en P labile est aussi indicatrice du potentiel de la possibilité de pertes souterraines. Selon Beauchemin et ses collaborateurs (1996) l'évaluation du risque de contamination des eaux de drainage par lessivage du P doit considérer deux facteurs : une mesure de la capacité de sorption en P des sols (par exemples, le degré de saturation en P) et une mesure de la capacité de désorption (par exemple, la teneur en P soluble à l'eau). La valeur seule de la saturation en P ne s'avère pas toujours fiable pour prédire la teneur en P des eaux de ruissellement ou de drainage (Simard et coll., 1998).

La concentration de P dans les sols de surface peut être corrélée avec la concentration et la perte de P par ruissellement. De fait, certains ont mis en lumière une relation linéaire très

significative entre les concentrations de P dans les sols de surface et la quantité de P dissous dans les eaux de ruissellement (Hanway et Laflen, 1974; Romkens et Nelson, 1974; Sharpley et coll., 1978; 1981; Oloya et Logan, 1980, cités par Sharpley et coll., 1993). Toutefois, cette relation peut varier d'un sol à un autre. Le degré de saturation en P donne probablement une meilleure indication du risque de pertes de P par ruissellement (Sharpley, 1995b). Les pertes de P particulaire sont également liées au contenu en P du sol l'enrichissement des sédiments érodés étant supérieur là où les teneurs en P du sol sont plus élevées (Lemunyon et Gilbert, 1993).

Il existe d'autres méthodes d'extraction permettant d'estimer la saturation en P. Dans certains pays de l'OCDE, par exemple, on recourt aux Al et Fe extractibles à l'oxalate d'ammonium pour estimer la capacité de sorption du P. Par ailleurs, Simard et ses collaborateurs (1994a) ont formulé une équation permettant de prédire la capacité de sorption en P des sols du bassin hydrographique de la rivière Beaurivage. Il est possible que les résultats soient plus justes qu'avec les P et Al extractibles Mehlich III, quoique les recherches doivent être approfondies à ce sujet. Il faudrait, entre autres choses, évaluer l'incidence du Fe sur la capacité de sorption du P de certains sols gleysoliques. Entretemps, le recours à l'indice de saturation P Mehlich III / Al Mehlich III pour le Québec a des avantages manifestes, les deux variables étant connues grâce au levé pédologique des sols effectué dans la province.

Le bilan annuel du P tient compte de l'incidence de différents facteurs comme le type de culture, les rotations, les doses d'engrais et la gestion des fumiers et lisiers, consignés périodiquement dans le Recensement de l'agriculture. Les apports excessifs de P augmentent le risque de pertes de P vers les eaux de surface par érosion et par ruissellement aussi bien que par écoulement souterrain (Lemunyon et Gilbert, 1993; Pierzynski et Logan, 1993; Sims et coll., 1997).

Les grilles de fertilisation en P du Québec (Giroux et Tran, 1994; CPVQ, 1996) ont pour objectifs : 1) d'équilibrer le P apporté par les engrais et le P exporté par les cultures pour les sols dont la teneur en P est de moyenne à bonne; 2) d'augmenter la teneur en P des sols pauvres pour la porter à un niveau moyen à bon; 3) de réduire la teneur en P des sols riches à un niveau allant de

moyen à bon, par des apports d'engrais inférieurs aux exportations; 4) de n'appliquer qu'une petite quantité de P comme engrais de démarrage dans les sols excessivement riches. Ainsi, dans le cas des engrais, les apports en P calculés à l'aide de l'IRCE-P sont fondés sur la teneur en P actuelle des sols, et on considère que le P des engrais minéraux est moins dangereux que le P provenant du fumier ou du lisier. Ce dernier présente donc un plus grand risque (la teneur en P dépasse les besoins des cultures surtout quand la fumure est très abondante). On l'a vu plus haut : la condition la plus fréquemment associée au lessivage du P est la fumure à long terme. Par conséquent, la pondération des caractéristiques d'un lieu est plus élevée pour le P provenant de la fumure (2,0) que pour le P venant d'un engrais minéral (1,0).

Les données obtenues au Québec donnent à croire que, en moyenne, les concentrations en P Mehlich III vont augmenter pour atteindre 0,25 à 0,5 unité par unité de P appliqué (Giroux et Tran, 1994). Toutefois, cette relation dépend de la teneur du sol en argile. En effet, Cox (1994) a montré que l'augmentation en P Mehlich III par unité de P appliqué va de 0,7 pour les sols à faible (< 10 %) teneur en argile à 0,2 et moins pour les sols à teneur élevée (> 50 %) en argile. Le type de préparation du sol (préparation réduite ou recours à la charrue à socs et versoirs) a également une grande incidence sur ce facteur en raison de la dilution plus ou moins grande à considérer en fonction de la couche de sol travaillée (Simard et coll., 1994b). Même si ces relations ne sont pas applicables à tous les types de sols et à toutes les circonstances, le bilan annuel du P permiet d'estimer « grossièrement » l'ampleur et le sens de la variation dans le temps de la teneur des sols en P.

La somme finale des valeurs pondérées pour chaque polygone de pédo-paysages sera par ailleurs comparée à un tableau modifié des degrés de vulnérabilité (tableau 8). Les limites des classes de vulnérabilité à la perte de P dans les eaux de surface pour chaque polygone de pédo-paysages ont été établies à l'aide des méthodes du NRS-USDA (1997). Elles seront réévaluées si l'IP est enrichi d'autres caractéristiques de site.

Tableau 8. Évaluation de la vulnérabilité des sites obtenues par sommation des valeurs pondérées à l'aide de l'IP adapté pour chaque polygone de pédo-paysages.

Somme des valeurs pondérées	Vulnérabilité du site
12 - 18	Très faible
19 - 36	Faible
37 - 72	Moyenne
73 - 144	Élevée
145 - 192	Très élevée

2.1.4. Application de l'indice du phosphore aux autres provinces et à d'autres échelles d'application

Le tableau 9 présente les paramètres actuels et envisagés de l'IP en fonction de différentes échelles d'application. Deux échelles ont été envisagées : 1) l'échelle des polygones de pédo-paysages, à laquelle correspond la méthode proposée de l'IRCE-P qui sera l'objet d'un projet pilote au Québec et, éventuellement, dans d'autres provinces; 2) l'échelle locale, qui s'appliquerait à une exploitation agricole ou à un bassin hydrographique.

L'échelle des polygones de pédo-paysages

Pour le Québec, il est possible d'inclure dans l'IP la teneur en P des sols et la saturation en P, qui sont connues grâce à la prospection des sols déjà effectuée dans la province. Il se pourrait toutefois que de telles prospections ne soient pas disponibles dans les autres provinces. Une étude préliminaire rélève qu'il n'y a probablement pas de base de données centralisée en Alberta ni au Manitoba. Certaines données seraient disponibles en Saskatchewan, mais il serait toutefois difficile de les faire correspondre aux polygones de pédo-paysages. Pour ce qui est des Maritimes, il semble

possible d'obtenir les concentrations en P des sols (probablement Mehlich III) de 1993 à ce jour, pour l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). Cependant, le degré de représentativité et la possibilité d'établir une correspondance entre ces données et les polygones des PPC devront faire l'objet d'études plus approfondies. Un programme d'échantillonnage des sols (selon une certaine grille) pour évaluer les concentrations en P sera mis en oeuvre en 1998 sur tout le territoire de l'Î.P.-É. Ensuite, l'échantillonnage sera fait tous les trois ans. La vérification de l'existence de données sur les concentrations en P des sols des autres provinces doit être l'objet d'études plus poussées.

Par ailleurs, l'évaluation du degré de saturation en P par le rapport P extractible Mehlich III / Al extractible Mehlich III pourrait ne pas convenir à tous les types de sols. Les grilles de fertilisation peuvent également varier et reposer sur d'autres méthodes d'extraction que Mehlich III (Bray 1, Olsen, etc.). Ainsi, les sols des Prairies sont généralement considérés comme déficients en éléments nutritifs (N et P) et doivent être enrichis annuellement pour que les cultures connaissent une croissance optimale. Or, la nature calcaire de ces sols restreint souvent la mobilité du P inorganique, et une dose excessive de fumure peut entraîner une contamination des eaux de surface par ruissellement sur les terrains en pente. En outre, un apport excessif d'amendement organique peut accroître le risque de lessivage du P organique vers les aquifères peu profonds (Simard et coll., 1997).

Tableau 9. Paramètres et sources de données utilisés pour l'IP à différentes échelles d'études.

Échelle d'études	Paramètres		Sources de données
	Actuels	Potentiels	
Polygones de pédo-paysages Province	- Érosion - Risque de ruissellement - Saturation en P - Teneur en P - Bilan annuel du P (Résidus de culture) (Fumure) (P inorganique)	- Bilan hydrique - Réseau de drainage - Proximité d'une nappe d'eau - Fendillement du sol	Recensement de l'agriculture Équation universelle des pertes de sol révisée et adaptée au Canada Prospections provinciales Normales climatiques
Échelle locale Exploitation Bassin hydro-graphique	- Érosion - Risque de ruissellement - Saturation en P - Teneur en P - Bilan annuel du P - Proximité d'une nappe d'eau - Mode d'application - Période d'application - Végétation - Pâturage	- Bilan hydrique - Réseau de drainage - Fendillement du sol - Type de culture (vivace ou annuelle) - Techniques de labour (macropores, biopores) - Type de fumure (fumier ou lisier) - Utilisation du territoire (terres cultivées, forêts, etc.)	Modèle du type équation universelle révisée des pertes de sol Normales climatiques Cartes pédologiques détaillées Agriculteurs[z] Agronomes[w]

[z]Registres des producteurs, par exemple, plans de fertilisation.

Cependant, dans les régions à déficit hydrique, les pertes souterraines de P autrement que par écoulement préférentiel sont moins probables, ce dont il faudra tenir compte dans l'adaptation de la méthode à ces régions. Il pourrait être bon, à cette fin, d'inclure un bilan hydrique (contenu dans la méthode de l'IRCE-N) parmi les caractéristiques de site, pour déterminer le risque de lessivage

(c'est-à-dire la présence d'un excès d'eau ou non). Peut-être faudrait-il également considérer la présence de réseaux de drainage souterrains, qui agissent comme voies préférentielles de transport vers les eaux de surface. La proximité d'une nappe d'eau serait une autre caractéristique importante pour certaines régions; il y aurait lieu de l'utiliser au niveau des polygones de pédo-paysages. Enfin, l'écoulement préférentiel à travers les fissures du sol, susceptibles de se produire principalement dans les sols argileux après une longue sécheresse, est un autre paramètre à envisager au niveau des polygones de pédo-paysages. L'information sur la texture des sols, la minéralogie et les conditions climatiques pourrait servir à cette fin.Un document produit par Kodama et coll. (1993) contient certaines données minéralogiques. Toutefois, la minéralogie de l'horizon de surface des sols du Québec semble assez constante dans chacune des grandes zones (Simard et coll., 1991).

Échelle de l'exploitation agricole ou du bassin hydrographique

L'IP peut servir à repérer les zones vulnérables et à recommander des moyens de réduire les risques de pertes de P (Lemunyon et Gilbert, 1993). Il est donc utile, à ce titre, au personnel de terrain qui travaille avec les utilisateurs du territoire. Ces « meilleures pratiques de gestion » seraient applicables à une exploitation agricole ou à un bassin hydrographique et permettraient d'atténuer le risque de mouvement du P vers les eaux de surface. En règle générale, à l'échelle locale, elles seraient appliquées aux exploitations agricoles individuelles d'un bassin hydrographique. Bien que certaines sources d'information très générales puissent être utiles (par exemple, modèles d'érosion, normales climatiques), les données devront venir principalement de la zone en question pour être le plus détaillées possible et vraiment représenter le lieu visé (registres des producteurs, plans de fertilisation). C'est dire que les meilleures pratiques de gestion devront être élaborées en collaboration étroite avec les agriculteurs et les agronomes locaux.

Il y a plus de paramètres utilisés ou utilisables dans le cadre de l'IP à l'échelle locale qu'à l'échelle des polygones de pédo-paysages. En règle générale, il s'agit de paramètres liés à la gestion : mode et période d'application du P, type de fumure et méthodes de labour. Cependant, tous ces paramètres ne s'appliquent pas nécessairement en toutes circonstances. La liste des paramètres qui pourraient être utiles est un ensemble de suggestions et non une liste exhaustive des types

d'information nécessaires pour des conditions données. Ainsi, l'écoulement préférentiel par les fissures du sol et les macropores peut dépendre de la gestion. Les méthodes de labour influent sur le réseau de biopores, et les sols qui ne sont jamais travaillés ou qui servent en permanence à la production de fourrage peuvent être plus propices au lessivage du P, surtout si la fumure utilisée est liquide (Sims et coll., 1997).

Stevens et ses collaborateurs (1993) ont appliqué l'IP à différents traitements mis à l'essai pour la conservation des sols dans l'ouest de l'Oregon. Les résultats montrent que l'IP est sensible aux facteurs liés à la gestion des éléments nutritifs (soit concentration en P, dosage du P et méthodes d'application) mais peu utile à la différenciation des sites en fonction des facteurs liés au transport (érosion et ruissellement). Sharpley (1995a) a pour sa part appliqué l'IP à 30 bassins hydrographiques dans la région des plaines du sud, en Oklahoma et au Texas. Il a établi une corrélation significative entre la vulnérabilité des bassins hydrographiques à la perte de P par ruissellement et les pertes réelles mesurées au cours des seize dernières années (r=0,70**). Malgré certains succès, d'autres essais et validations sont nécessaires à l'échelle tant des parcelles d'essai que de champs ou de bassins hydrographiques. Qui plus est, l'IP n'a pas été testé ni validé dans les conditions propres au Canada. Or, ces validations importent particulièrement lorsqu'il s'agit d'adapter l'indice aux conditions locales pour déterminer la fiabilité du modèle.

3. Orientations futures

L'IP adapté est composé d'un élément érosion et d'un élément ruissellement, du bilan annuel du P, de la teneur des sols en P et du degré de saturation en P, ce dernier étant la principale modification apportée à l'indice. La méthode proposée devrait être assez précise pour permettre de repérer les zones vulnérables à la perte de P vers les eaux de surface au niveau des polygones de PPC. Néanmoins, il faudra probablement y apporter plusieurs autres modifications pour améliorer les classes définies pour les diverses caractéristiques.

De plus, il faudra manifestement veiller à ce que les données utilisées soient consignées périodiquement ou du moins, à ce qu'il soit possible d'évaluer une variation périodique à partir d'autres données pour mesurer avec autant de précision que possible les progrès accomplis dans la réduction des risques de contamination de l'eau par le P. La disponibilité des données demeure le facteur-clé car elle influence considérablement l'amélioration, l'adaptabilité et les limites de la méthode actuelle. Enfin, cette dernière devra rester assez souple pour tenir compte des différences entre les sols et des conditions climatiques à l'échelle régionale.

La méthode sera validée dans certains pédo-paysages pour lesquels la qualité de l'eau est connue et quantifiée. Cette étape pourrait faciliter le choix des paramètres ou en confirmer la pondération. On peut par ailleurs arrêter une année de référence (1991 pour le Québec) et examiner la variation du risque (indiquée par l'indice) par rapport à cette année de base. La sensibilité de l'indice à la teneur et à la saturation en P des sols sera d'abord examinée au Québec. Cette vérification devrait indiquer dans quelle mesure une méthode adaptée serait utile dans les régions du Canada où ces données ne sont pas connues.

Il sera aussi nécessaire de suivre de près l'élaboration de modèles de prédiction fondés sur les processus qui pourraient faciliter la quantification de certains des processus à l'origine des pertes de P et du transport du P vers les eaux de surface. Le tout rapprocherait en outre l'IRCE-P de l'IRCE-N.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Roberge Michaud, du ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec, qui leur a ouvert accès aux données de l'inventaire des problèmes de dégradation des sols (Tabi et coll., 1990). Ils sont également reconnaissants à Michel Nolin et à Luc Lamontage, qui les ont renseignés sur les banques de données provinciales et ont adapté ces dernières pour faciliter le lien avec la base de données des pédo-paysages du Canada. Enfin, les auteurs remercient Tim Wright (Administration du rétablissement agricole des Prairies, à Regina) et Brian Douglas (ministère de l'Agriculture de l'Î.-P.-É.) pour l'information concernant la disponibilité des données sur la teneur en P des sols dans les Prairies et les Maritimes.

Bibliographie

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 1997. L'agriculture en harmonie avec la nature : Stratégie de développement durable de l'agriculture et de l'agroalimentaire au Canada. Ministre des Travaux publics et des Services gouvernementaux, 1997. 76 pp.

Beauchemin, S. 1997. Évaluation du risque de lessivage du phosphore dans les sols agricoles. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae doctor (Ph. D.). Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, 2800 Einstein, C.P. 7500, Sainte-Foy, G1V 4C7. 154 pp.

Beauchemin, S., R.R. Simard and D. Cluis. 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. J. Environ. Qual. 25: 1317-1325.

Bobée, B., D. Cluis, M. Goulet, M. Lachance, L. Potvin et A. Tessier. 1977. Évaluation du réseau de la qualité des eaux. Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975. Service de la qualité des eaux, Ministère des ressources naturelles du Québec, Q.E. 20, Québec, 514 pp.

Breeuwsma, A. and S. Silva. 1992. Phosphorus fertilization and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). Agric. Res. Dep. Rep. 57. Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Res., Wageningen, the Netherlands.

Conseil des productions végétales du Québec Inc. (CPVQ). 1996. Grilles de référence en fertilisation. 2ième édition, AGDEX 540. 128 pp.

Cox, F.R. 1994. Predicting increases in extractable phosphorus from fertilizing soils of varying clay content. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1249-1253.

Giroux, M. et T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. Agrosol. 9: 51-57.

Giroux, M. et T.S. Tran. 1994. Étude des facteurs affectant l'évolution des teneurs en P et K des sols agricoles. Agrosol VII (2): 23--30.

Giroux, M., D. Carrier et P. Beaudet. 1996. Problématique et méthodes de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. Agrosol. 9: 36-45.

Grimard, Y. 1990. Qualité générale de l'eau au Québec. Pages 24-37, dans « Colloque sur la qualité de l'eau en milieu agricole ». Conseil des productions végétales du Québec, Québec, Canada.

Kodama, H., G.J. Ross, C. Wang et K.B. MacDonald. 1993. Base de données sur la minéralogie de l'argile des sols canadiens. Bulletin technique, 1993-1F. Contribution du CRTRB n° 92-82. Direction générale de la recherche, Agriculture Canada.

Lemunyon, J.L. and R.G. Gilbert. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. J. Prod. Agric. 4: 483-486.

MacDonald, K.B. and H. Spaling. 1995a. Indicator of Risk of Water Contamination: Concepts and principles. Working paper prepared for the Water Contamination Risk Team of the Agri-environmental Indicator Project. Agriculture and Agri-Food Canada, Ontario Land Resource Unit, Guelph, Ontario.

MacDonald, K.B. and H. Spaling. 1995b. Indicator of Risk of Water Contamination: Methodological Development. Working draft prepared for the Water Contamination Risk Team of the Agri-environmental Indicator Project. Agriculture and Agri-Food Canada, Ontario Land Resource Unit, Guelph, Ontario.

MacDonald, K.B. and D.B. Gleig. 1996. Indicator of risk of water contamination: Nitrogen component. Progress report #17 (Ontario). Agriculture and Agri-Food Canada, December 1996. 39 pp.

Painchaud, J. 1997. Substantial progress has been made in Québec's water quality. Environmental Science and Engineering, March 1997.

Pierzynski, G.M. and T.J. Logan. 1993. Crop, soil, and management effects on phosphorus soil test levels. J. Prod. Agric. 6: 513-520.

Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool and D.C. Yoder. 1993. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA-ARS Agr. Handb.

RUSLEFAC, Revised Universal Soil Loss Equation for Application in Canada: A Handbook for Estimating Soil Loss from Water Erosion in Canada. 1997, draft copy. Wall, G.J., D.R. Coote., E.A. Pringle and I.J. Shelton (editors). Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research, May 1997.

Sharpley, A.N., T.C. Daniel and D.R. Edwards. 1993. Phosphorus movement in the landscape. J. Prod. Agric. 6: 492-500.

Sharpley, A. 1995a. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. J. Environ. Qual. 24: 947-951.

Sharpley, A. 1995b. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. J. Environ. Qual. 24: 920-926.

Simard, R.R., J. Zizka et C.R. De Kimpe. 1991. Le prélèvement du K par la luzerne (*Medicago sativa* L.) et sa dynamique dans 30 sols du Québec. Can. J. Soil Sci. 70: 379-393.

Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo and A.R. Pesant. 1994a. Phosphorus sorption and desorption indices in soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25: 1483-1494.

Simard, R.R., C. Lapierre and T.S. Tran. 1994b. Effects of tillage, lime and phosphorus on soil pH and Mehlich 3 extractable nutrients. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25: 1801-1815.

Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo and S. Beauchemin. 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. J. Environ. Qual. 13: 211-215.

Simard, R.R., K. Buckley and L. Bailey. 1997. Phosphorus issues related to land application. AgriWeb Canada, Agriculture and Agri-Food Canada's Electronic Information Service (ACEIS).

Simard, R.R., S. Beauchemin and M. C. Nolin. 1998. Farming systems as a determinant factor in soil and water P enrichment in a concentrated livestock area. Proc. World Soil Congress, Montpellier, France (sous presse).

Sims, J.T. 1993. Environmental soil testing for phosphorus. J. Prod. Agric. 6: 501-507.

Sims, J.T., R.R. Simard and B.C. Joern. 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. J. Environ. Quality 27:277-293.

Stevens, R.G., T.M. Sobecki and T.L. Spofford. 1993. Using the phosphorus assessment tool in the field. J. Prod. Agric. 6: 487-492.

Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Rapport synthèse. MAPAQ et Agriculture Canada, Québec, Canada. 133 pp.

Truman, C.C., G.J. Gascho, J.G. Davis and R.D. Wauchope. 1993. Seasonal phosphorus losses in runoff from a coastal plain soil. J. Prod. Agric. 6: 507-513.

USDA-NRS. 1997. Draft Copy. A phosphorus assessment tool. Technical note, National Resource Service, U.S. Department of Agriculture.

USDA-SCS. 1988. Estimating wind erosion. Natl. agron. man. Title 190. Sect. 502. Subpart C. 2nd ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

USDA-SCS. 1972. National Engineering Handbook. USDA-SCS, Washington, D.C.

Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA-Sci. and Educ. Admin. Agric. Handb. No. 537, Washington, DC.

